Capítulo 5

VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y PLANIFICACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO ¿ES NECESARIO HABLAR DE DINERO?

"No venga a tasarme el campo con ojos de forastero,

porque no es como aparenta sino como yo lo siento.

Su cinto, no tiene plata ¡ni pa' pagar mis recuerdos!"

Osiris Rodríguez Castillo

"Solo un necio confunde valor con precio"

Antonio Machado

José M. Paruelo

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA y Facultad de Agronomía. UBA-CONICET. Av. San Martín 4453. (1417)Buenos Aires, Argentina.

Resumen. En este artículo discuto algunas de las dificultades asociadas a la valoración económica de los servicios ecosistémicos (SE) y presento un ejemplo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado sobre la cuantificación de las consecuencias de los cambios en el uso del suelo. A pesar del esfuerzo puesto en desarrollar métodos de valoración de los SE y en difundir su uso, hay muy pocos ejemplos exitosos. Una limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. Además de los problemas asociados a la falta de información, asignar valores monetarios a los servicios ecosistémicos presenta otras dificultades que podríamos denominar conceptuales. En buena medida, estas surgen de inscribir el análisis en una lógica económica. Más allá de su conveniencia en casos particulares, el énfasis en una valoración económica puede dar lugar a soluciones subóptimas de problemas ambientales o a caer en "trampas ideológicas" al forzar la asunción de marcos conceptuales no explícitos. Uno de los aspectos que difícilmente incorporen las aproximaciones que reducen la valoración a la definición de un precio es la perspectiva diferencial de los distintos actores socioeconómicos. Para incorporar el concepto de SE al proceso de evaluación en el cual se apoya la planificación del uso del territorio deberían tenerse en cuenta los siguientes aspectos: 1) Identificar qué procesos ecosistémicos y servicios asociados se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones. En esta etapa deben definirse las "funciones de producción" de cada servicio a considerar, 2) determinar la magnitud y el sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención ("funciones de afectación"), 3) identificar los actores sociales, económicos y políticos relevantes, y 4) cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

INTRODUCCIÓN

La idea de servicios ecosistémicos (SE) ha tenido, desde su formalización en ámbitos académicos (ver Mooney y Erhlich 1997) una presencia creciente en la discusión de la problemática ambiental. La exteriorización más clara del apoyo recibido desde la comunidad científica es la importancia de este concepto en el informe del Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2004). Es probable que, en términos relativos, la simpleza de la idea de SE, su relación con la valuación del capital natural (Daily et al. 2009) y la posibilidad de tener un lenguaje común con economistas y sociólogos al hablar de servicios hayan contribuido a su difusión. El informe del Millenium Ecosystem Assessment (2004) asocia con claridad el nivel de provisión de servicios ecosistémicos con el bienestar humano. Esto muestra que al hablar de SE se asume, de hecho, una postura antropocéntrica en la cual la conservación de la naturaleza se inscribe en la necesidad de satisfacer demandas de la sociedad (Goulden y Kennedy 1997). Por otro lado, un atractivo particular desde el punto de vista biofísico es la posibilidad de establecer un vínculo directo entre los servicios ecosistémicos y el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas (Costanza et al. 1997). Teniendo en cuenta todas estas consideraciones, se define a los SE como los aspectos de los ecosistemas utilizados (de forma activa o pasiva) para generar bienestar humano (Boyd y Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009).

La difusión de la idea de SE estuvo acompañada de la expectativa de tornarla operativa para la resolución de conflictos ambientales y/o la evaluación de las consecuencias del cambio en el uso del suelo. Cowling et al. (2008) presentan un modelo operativo que busca incorporar de forma explícita a los SE en el proceso de planificación del uso del territorio. En el caso de cambios en el uso del suelo, una modificación en la cobertura o en el uso se traduciría en un cambio en el nivel de provisión de un servicio. La valoración económica pasó a ser uno de los objetivos más frecuentes en los trabajos sobre SE. El artículo de Costanza et al. (1997) es, probablemente, el análisis más difundido de este tipo de enfoques por su alcance global. En este trabajo se recopiló información acerca del valor económico presente de 17 SE para 16 biomas. Para la biosfera como un todo, el valor de esos servicios (la mayoría fuera del mercado) se estimó en $33x10^{12}$ U$S/año. Este número, al resultar de una lista incompleta de SE, es una subestimación del valor de los servicios que presta la naturaleza al sistema económico. Más allá del valor presentado, un primer objetivo de este cálculo fue poner de manifiesto la magnitud de la contribución de los SE al bienestar humano. En ese sentido, el estudio de Costanza et al. (1997) destaca la importancia del capital natural en el proceso económico. Un segundo objetivo de la estimación realizada por Costanza et al. (1997) fue promover el uso de la valoración económica de los SE en evaluaciones de proyectos a través de análisis costo-beneficio. La expectativa asociada al análisis económico de los servicios ecosistémicos es que haría explícitos en términos comparativos (monetarios) los costos y beneficios de distintas alternativas de intervención en la naturaleza y entonces permitiría resolver compromisos en la asignación de recursos. Ambos objetivos difieren en la escala de aplicación de las estimaciones del valor de los servicios ecosistémicos, de lo global en el primer caso, a lo local en el segundo (e.g., ver Viglizzo y Frank 2006). Si bien la valoración económica de los SE ha sido criticada como mecanismo para la toma de decisiones por que no todos los actores involucrados están igualmente informados o por la desconexión espacial y temporal entre acciones y consecuencias (Carpenter et al. 2009), sigue siendo uno de los contextos de uso del concepto de SE más difundido. La importancia que se le otorga a la valoración económica se pone de manifiesto en el hecho de que su ausencia ha sido considerada como una de las causas de la caída en los niveles de provisión de los SE (MEA 2004).

En este artículo discuto algunas de las dificultades asociadas a la valoración económica de los SE y presento un ejemplo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado sobre la cuantificación de las consecuencias biofísicas y socioeconómicas de los cambios en el uso del suelo. El enfoque que propongo cubre la fase de evaluación del esquema propuesto por Cowling et al. (2008) para su modelo operativo orientado a la preservación de los SE. No considero las etapas posteriores de planificación e implementación del manejo.

DIFICULTADES PARA LA APLICACIÓN DE LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SE

A pesar del esfuerzo puesto en desarrollar métodos de valoración de los SE y en difundir su uso, hay muy pocos ejemplos exitosos (Ruffo y Kareiva 2009). La mayor parte de los casos en donde la valoración económica fue incorporada a la toma de decisiones y/o al manejo involucran el uso del agua: desde el caso paradigmático de la Cuenca de Catskills en el estado de Nueva York (EE.UU.) (Chichilnisky y Heal 1998) hasta los sistemas de pago por servicios ecosistémicos en establecimientos agropecuarios que retengan agua en los Everglades de la Florida (EE.UU.) (Bohlen et al. 2009) o en Costa Rica (Pagiola 2008).

Al dejar de lado la dificultad más obvia para valorar económicamente los SE, o sea la ausencia de un mercado que fije un precio, una limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. En muy pocos casos se conocen lo suficientemente bien las funciones de producción de los distintos servicios, es decir el vínculo entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y el nivel de provisión de un servicio (Heal 2000). Tradicionalmente, las funciones de producción de bienes y servicios agropecuarios o forestales han sido las mejor descriptas (Daily et al. 2009); por ejemplo, la relación entre productividad primaria y la producción de carne o la profundidad, textura y fertilidad del suelo y la productividad forestal. Para la mayor parte de los servicios ecosistémicos estas relaciones no han sido siquiera planteadas. Por otro lado, la valoración monetaria implica la definición de un cambio marginal (pequeños cambios en la cantidad del SE afectan su valor monetario) que es difícil de asociar a un proceso ecosistémico (Heal 2000).

Además de los problemas asociados a la falta de información, asignar valores monetarios a los servicios ecosistémicos presenta otras dificultades que podríamos denominar conceptuales y que surgen, en buena medida, de inscribir el análisis en una lógica económica. Esto implica mucho más que la evaluación de alternativas en términos de costo-beneficio. Un primer cuestionamiento deriva de la teoría del valor económico (Volkov et al. 1985). El valor económico de un bien o de un servicio surge de la cantidad de trabajo humano incorporado que el mercado, suponiendo un funcionamiento ideal, terminaría por reflejar en un precio (Marx 2008). Los SE no derivan del trabajo humano y su valoración económica sólo podría hacerse en casos en los que un nivel de provisión de un servicio ecosistémico permite disminuir la cantidad de trabajo en la producción de un bien transable. No es casual que la valoración económica haya funcionado en el caso de la provisión de agua o de la regulación hídrica (e.g., Pagiola 2008, Wunder et al. 2008), casos en donde es posible evaluar de manera clara un costo de reemplazo (planta de tratamiento, defensas contra inundaciones, riego) en el que se incurriría inevitablemente en ausencia de ese SE (Heal 2000).

Por otro lado, al asignar un valor monetario a los SE se fuerza, de manera tácita, un mecanismo de decisión que opera con la lógica del mercado. En muchos casos esto implica definir qué actores sociales podrán participar de la decisión y cuáles no. Participarían del proceso de toma de decisiones quienes detentan la propiedad o el control del capital natural. La privatización de los recursos naturales o de su control es funcional a este esquema de toma de decisiones. Por otra parte, al definir un valor monetario se incurre en un grave riesgo: la variación de los precios relativos de los bienes y servicios de producción alternativa (producción de "commodities" agrícolas vs. mantenimiento de la biodiversidad) puede inducir decisiones irreversibles. Por ejemplo, el aumento en el precio de la soja durante la primera década del siglo XXI, asociado a especulaciones del mercado financiero globalizado, excluye cualquier alternativa de preservación de bosques basada sobre los bienes y servicios ecosistémicos que produce (e.g., madera, carbón, regulación hídrica, etc.). Un contexto de precios favorable a la producción de "commodities" agrícolas genera un cambio (el desmonte) de difícil reversión. En un sistema regulado solamente por el mercado las decisiones individuales de algunos actores (que se benefician económicamente por sus acciones) generan un costo, vía degradación ambiental o caída en el nivel de provisión de un SE, que recae sobre otros actores que no participaron de las decisiones. La valuación monetaria puede inducir la (falsa) percepción de que los SE pueden ser reemplazados por un proceso de manufactura industrial.

La asignación de recursos basada sobre el mecanismo de costo-beneficio genera resultados claramente subóptimos en términos de bienestar general (Scheffer et al. 2000). Hardin (1993) habla del fenómeno de "Socializar costos y Privatizar Beneficios" ("CCPP phenomenon", Communize the Cost, Privatize the Profit, en inglés).

Calcagno y Calcagno (2000) postulan que la disfunción de los sistemas sociales, con sus secuelas de inequidad, resultaría de una alteración en la jerarquía de restricciones que imponen los subsistemas ético, político y económico. Estos autores señalan que los aspectos éticos restringen y fijan límites al sistema político. En el sistema político los actores buscan acumular poder y sin restricciones éticas los mecanismos para lograrlo quedan fuera de control. Así, por ejemplo, el genocidio o la desaparición forzada de personas puede pasar a ser una práctica política. En el sistema económico capitalista los actores buscan maximizar las ganancias y la acumulación de capital. Sin controles políticos, la lógica económica promueve la sobreexplotación de los recursos naturales y de los trabajadores. Marx (2008) plantea que todo en la naturaleza se torna un objeto, un recurso para o un obstáculo a la expansión de la producción, el desarrollo tecnológico, el crecimiento de los mercados y la circulación del dinero.

La valoración monetaria le quitaría peso a los argumentos éticos y políticos en la discusión de los efectos de las actividades humanas sobre el ambiente. Los aspectos políticos y éticos quedarían entonces al mismo nivel que los económicos. En una economía capitalista las regulaciones ponen límites a la lógica económica de maximización de ganancias, por ejemplo, impidiendo prácticas monopólicas. El mercado, aun suponiendo un funcionamiento poco distorsionado, tiene dificultades serias para regular el nivel de afectación de los servicios ecosistémicos. Estas dificultades se vinculan, por ejemplo, con la irreversibilidad o la presencia de fenómenos de histéresis (diferencias en la dinámica según el sentido del cambio) en la respuesta de los procesos ecosistémicos a factores de estrés.

¿TIENE SENTIDO HABLAR DE VALOR DE LOS SERVICIOS?

Desde una perspectiva filosófica es, sin duda, muy importante asignar valor a SE en la medida en que éste refleja una cualidad ética o estética de las cosas que permite estimarlas en sentido positivo o negativo (Frondizi 1992). El valor, entonces, tiene un alcance que excede por mucho la definición más común de valor económico: el precio. Más allá de su conveniencia en casos particulares, el énfasis en una valoración económica puede dar lugar a soluciones subóptimas de problemas ambientales o a caer en "trampas ideológicas" al forzar la asunción de marcos conceptuales no explícitos. Uno de los aspectos que difícilmente incorporen las aproximaciones que reducen la valoración a la definición de un precio es la perspectiva diferencial de los distintos actores socioeconómicos.

El concepto de "emergía" (Odum 1996), que al igual que la teoría del valor-trabajo de Marx pone énfasis en la producción del bien o servicio y no en el consumo, computa el valor como la energía utilizada e incorporada en la manufactura de un producto. En tal sentido el cálculo emergético sería una alternativa superadora de la valoración económica de los SE, en la que en lugar de expresar su valor en unidades monetarias se lo hace en unidades de energía con calidad equivalente a la solar (Brown y Ulgiati 2004). Esta valoración supera los aspectos subjetivos y contexto-dependiente de la valoración económica. Las incertidumbres asociadas al cálculo emérgetico son entonces menores a las derivadas de las distintas alternativas usadas en la valoración económica de SE. Sin embargo, y a pesar de su carácter superador de las visiones con raíces en la economía neoclásica, esta aproximación tampoco incorpora la dimensión social en la valoración de los SE y en la toma de decisiones en relación a ellos.

LA DIMENSIÓN SOCIAL EN LA TOMA DE DECISIONES RESPECTO DE LOS SE

Para introducir la dimensión social, Scheffer et al. (2000) define las categorías de "afectadores" y "beneficiarios" de un servicio ecosistémico. El afectador será aquel agente que, de manera deliberada o no, altere negativamente el nivel de provisión de un servicio. Por ejemplo, una industria que vierte residuos operará como afectadora de servicios de recreación y provisión de agua potable. Una empresa agropecuaria que desmonta y realiza agricultura en el Chaco afectará la biodiversidad, la regulación hídrica y climática, la capacidad de secuestro de C y el ciclado de nutrientes. Si bien es posible imaginar excepciones, en general los afectadores suelen estar mejor definidos que los beneficiarios, quienes utilizan los SE de forma directa o indirecta al consumirlos o no. En buena medida, es la sociedad como un todo. Dependiendo del servicio en cuestión, los beneficiarios serán locales (e.g., en el caso de la provisión de agua a una localidad particular), regionales (e.g., regulación hídrica de una cuenca) o globales (e.g., regulación de la composición de gases atmosféricos). Para muchos servicios el mismo actor social puede ser afectador y beneficiario. Este es el caso de un agricultor que produce cultivos anuales y miel y vive en su explotación. La aplicación de insecticidas lo convierte en afectador de un servicio del que es beneficiario: la polinización. Un mal manejo de fertilizantes y agroquímicos afectará, a través de la contaminación de napas y cuerpos de agua, la calidad del agua que han de beber él, su familia y su ganado. En los casos en donde afectador y beneficiario se confunden en el mismo sujeto se pueden plantear mecanismos muy efectivos de retrocontrol que permitirían maximizar

la provisión tanto de bienes con valor de mercado como de servicios ecosistémicos. No siempre ocurre esto. El retardo en la percepción de las consecuencias de la afectación puede determinar que el retrocontrol funcione demasiado tarde. En general, los problemas aparecen cuando los afectadores no sólo no son beneficiarios del SE de manera directa sino que además no residen allí. El caso paradigmático sería el de compañías multinacionales en donde quienes perciben los beneficios económicos de la actividad y toman las decisiones sobre el nivel de afectación de los servicios ecosistémicos (de manera explícita o implícita) carecen de todo vínculo con el sitio. Redman (1999) identifica a la disociación entre la instancia de toma de decisiones y el territorio como una de las causas más comunes de los problemas ambientales a lo largo de la historia de la humanidad.

La valoración económica de los SE y la toma de decisiones asociadas a un lógica de costo- beneficio asume que "afectadores" y "beneficiarios" contribuyen de manera equivalente a la búsqueda de un óptimo de bienestar social. Esto rara vez ocurre. En general los afectadores tienen un peso económico y político mucho mayor que el de los beneficiarios (Scheffer et al. 2000). La capacidad de la industria u otros afectadores de definir qué costos y qué beneficios se consideran es sensiblemente mayor que la de los beneficiarios, en general una atomizada sociedad local. El componente político, en la medida que refleja relaciones de poder, tendería a distorsionar aun más el panorama en favor de los afectadores. Por ejemplo, la empresa productora de celulosa Botnia, instalada en la orilla oriental del Río Uruguay en 2007 (ver detalles en Altesor et al. 2008), prácticamente eliminó las posibilidades de que la sociedad restrinja su papel como afectador de varios SE (regulación hídrica, calidad del agua, recreación) mediante la firma de tratados de protección de inversiones con el gobierno uruguayo antes de comenzar la construcción de la planta. De esta manera transfirió los costos de las demandas de los beneficiarios al Estado uruguayo, quien, en última instancia debería actuar como árbitro.

¿CÓMO INCORPORAR LOS SE A LA TOMA DE DECISIONES Y A LA PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO?

¿Cómo generar una alternativa operativa para que los servicios ecosistémicos sean considerados en el proceso de toma de decisiones? Cowling et al. (2008) presenta un esquema general en donde identifica una etapa de evaluación, una de planificación y la implementación del manejo. Me concentraré aquí en la etapa de evaluación. El énfasis en esta etapa debería estar puesto en cuatro aspectos.

1. Identificar qué procesos ecosistémicos y servicios asociados se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones. En esta etapa deben definirse las "funciones de producción" de cada servicio a considerar.

2. Determinar la magnitud y sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención ("funciones de afectación").

3. Identificar los actores e involucrados sociales, económicos y políticos más importantes ("stakeholders" en la literatura de habla inglesa).

4. Cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

La consideración de estos cuatro aspectos conlleva la necesidad de definir la escala (extensión y resolución) del análisis. En esta definición deberán considerarse cuestiones relacionadas con las "unidades proveedoras" de los SE (Luck et al. 2003), ya sean poblaciones o ecosistemas, con la configuración del paisaje en donde las unidades proveedoras se encuentran y con el contexto socio-político administrativo de la toma de decisiones y la gestión. En el caso del medio rural de muchos países sudamericanos la extensión del análisis suele coincidir con la municipalidad o el departamento y el grano con las unidades de manejo de los establecimientos.

La consideración de los cuatro aspectos listados más arriba no resuelve el problema de la toma de decisiones pero provee a quienes deben tomarlas elementos objetivos para evaluar alternativas. En última instancia, la decisión dependerá de cuestiones políticas, o sea, de la capacidad de cada uno de los actores de hacer valer sus intereses, visiones e ideología, y del grado de control que tengan del Estado. La importancia de los aspectos ideológicos no debería soslayar la necesidad de abordar la evaluación de las consecuencias de las alternativas desde una perspectiva técnica.

Un ejemplo para el litoral del Río Uruguay (en cualquier margen…)

En los departamentos ubicados a ambas márgenes del Río Uruguay en la Provincia de Entre Ríos, Argentina, y en la República Oriental del Uruguay existe una fuerte presión por transformar pastizales naturales en cultivos anuales y/o forestales (Paruelo et al. 2006, Jobbágy et al. 2006, Altesor et al. 2008).

La identificación y la cuantificación de los servicios que provee un ecosistema es un tema eminentemente técnico. Sin embargo, requiere de una definición precisa del concepto de SE. Fisher et al. (2009) discuten distintas definiciones y sugieren circunscribir el concepto de SE a los aspectos ecosistémicos usados de manera activa o pasiva para generar bienestar humano. En consecuencia, esta definición restringe el significado a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema. Para la medición o la estimación de estos fenómenos, los ecólogos, agrónomos o profesionales en ciencias ambientales disponen de alternativas metodológicas diversas. Al realizarse agricultura o forestaciones con especies como pinos y eucaliptos se dejan de proveer ciertos servicios sin valor de mercado para maximizar la producción de bienes comerciales (e.g., madera y granos). Jobbágy et al. (2006) resumen las consecuencias ambientales de las forestaciones en los pastizales del Río de la Plata sobre una serie de procesos ecosistémicos de particular importancia: las ganancias de C, las pérdidas de agua y el balance de nutrientes. Esta información permite construir un gráfico del efecto relativo de las transformaciones de uso del suelo sobre aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (Figura 1a). Los efectos se relativizan respecto de la cobertura original o de aquella que se define como situación de referencia. Así las forestaciones incrementarán las pérdidas de agua por evapotranspiración y las ganancias de C mientras que los cultivos anuales la reducirán respecto de los pastizales. Ambas transformaciones del territorio reducirán la biodiversidad y el C edáfico. La línea superpuesta a las barras indica el rango de los efectos o la incertidumbre en las estimaciones (e.g., el desvío estándar).

El impacto de una transformación dependerá de la superficie ocupada y de la configuración del paisaje. Baldi y Paruelo (2008) presentan descripciones del cambio en la estructura del paisaje

asociado a la expansión agrícola. El efecto integrado de las transformaciones sobre los procesos o servicios ecosistémicos puede ser estimado ya sea sobre la base de descripciones empíricas como las mencionadas o de escenarios de modificación del paisaje. Un primer paso es calcular el producto de la superficie de cada tipo de cobertura (en este caso pastizales, forestaciones y cultivos) por el efecto relativo de cada proceso (Figura 1b). En la Figura 1b se muestra el efecto relativo sobre cada proceso y en la escala de paisaje de dos configuraciones del territorio.

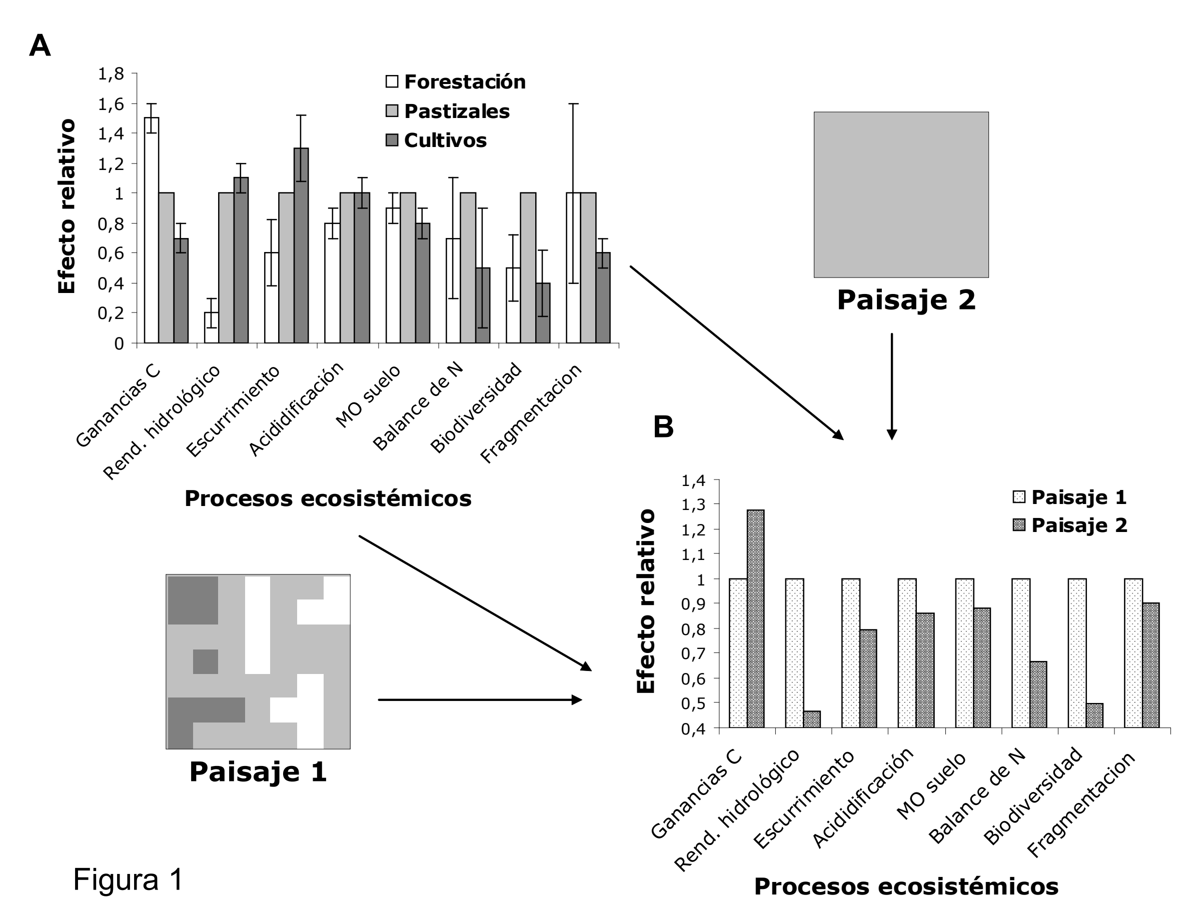


Figura 1. a) Cambio relativo en distintos procesos ecosistémicos respecto de la vegetación nativa (pastizales) al transformarse una celda a cultivos o forestaciones. Las líneas indican una medida de la incertidumbre en la estimación (e.g., el desvio estándar).
b) Cambio relativo a nivel de paisaje para dos paisajes contrastantes en cuanto a proporción de tipos de coberturas. El efecto relativo en este caso surge del promedio ponderado del efecto de cada tipo de cobertura por su proporción.

En general, un aumento de la superficie transformada en cultivos anuales o forestaciones determinará un aumento de los volúmenes de producción. La relación más probable es la indicada en la Figura 2: un aumento con tasa decreciente. La relación entre el área transformada y el nivel de provisión de un dado servicio ecosistémico ("funciones de afectación") puede asumir distintas formas (Scheffer et al. 2000). Puede caer de manera lineal (Figura 2a), aunque también puede hacerlo con una tasa variable (Figuras 2b y c). En ocasiones, los sistemas pueden presentar umbrales que condicionan la reversibilidad de las transformaciones (Figura 2d) El cálculo realizado en la Figura 1 supone una relación lineal para todos los procesos, sin duda una simplificación grosera. ¿Cuál es la superficie que puede transformarse? La respuesta a esta pregunta requiere, de manera ineludible, una definición política: cuál es el nivel de reducción en la provisión de cada uno de los servicios que la sociedad está dispuesta a tolerar. En el ejemplo el nivel de reducción tolerable es el indicado con la flecha. Si la relación entre el nivel de transformación y el nivel de provisión del servicio es la de la Figura 2b la superficie será mayor que si la relación es la ejemplificada en la 2c.

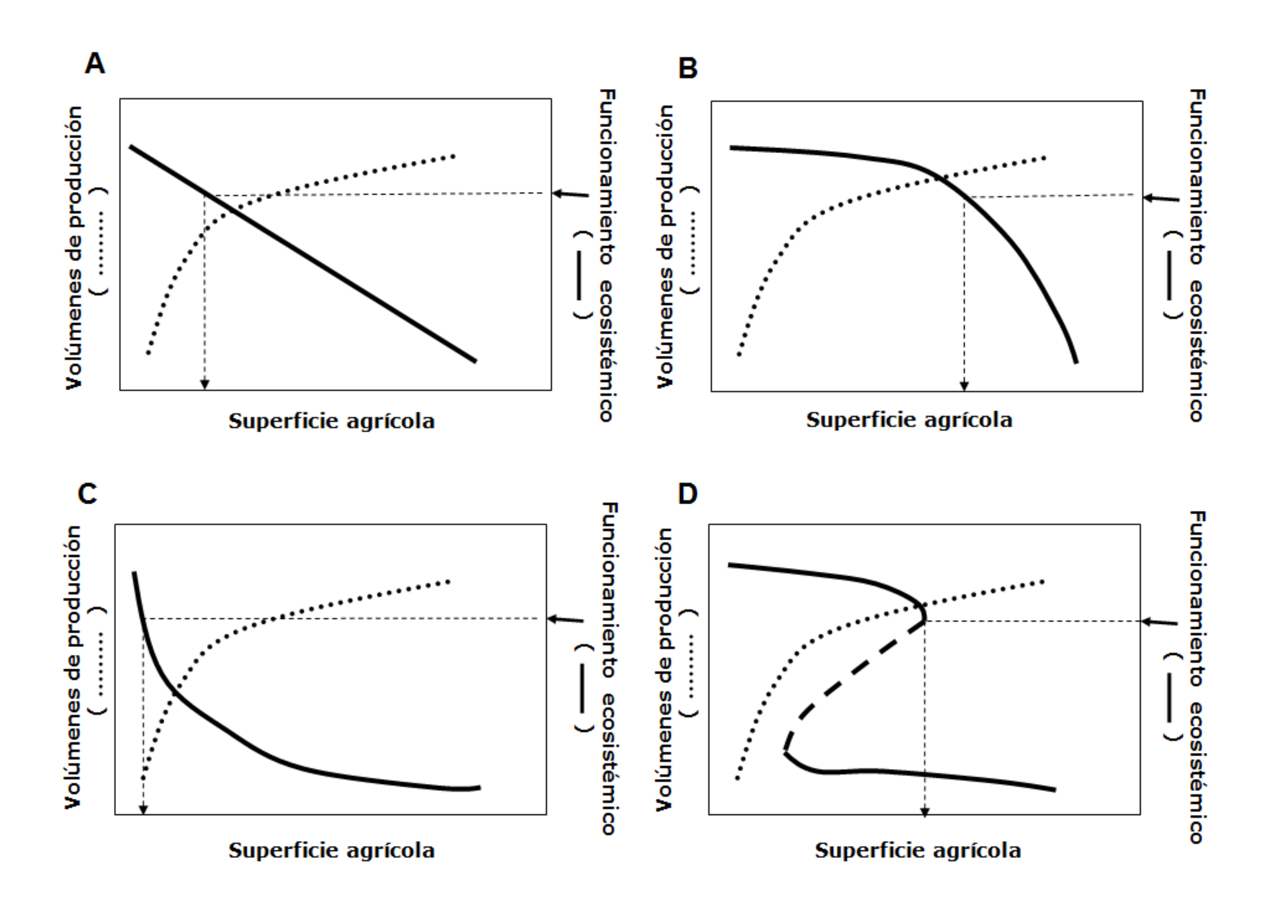


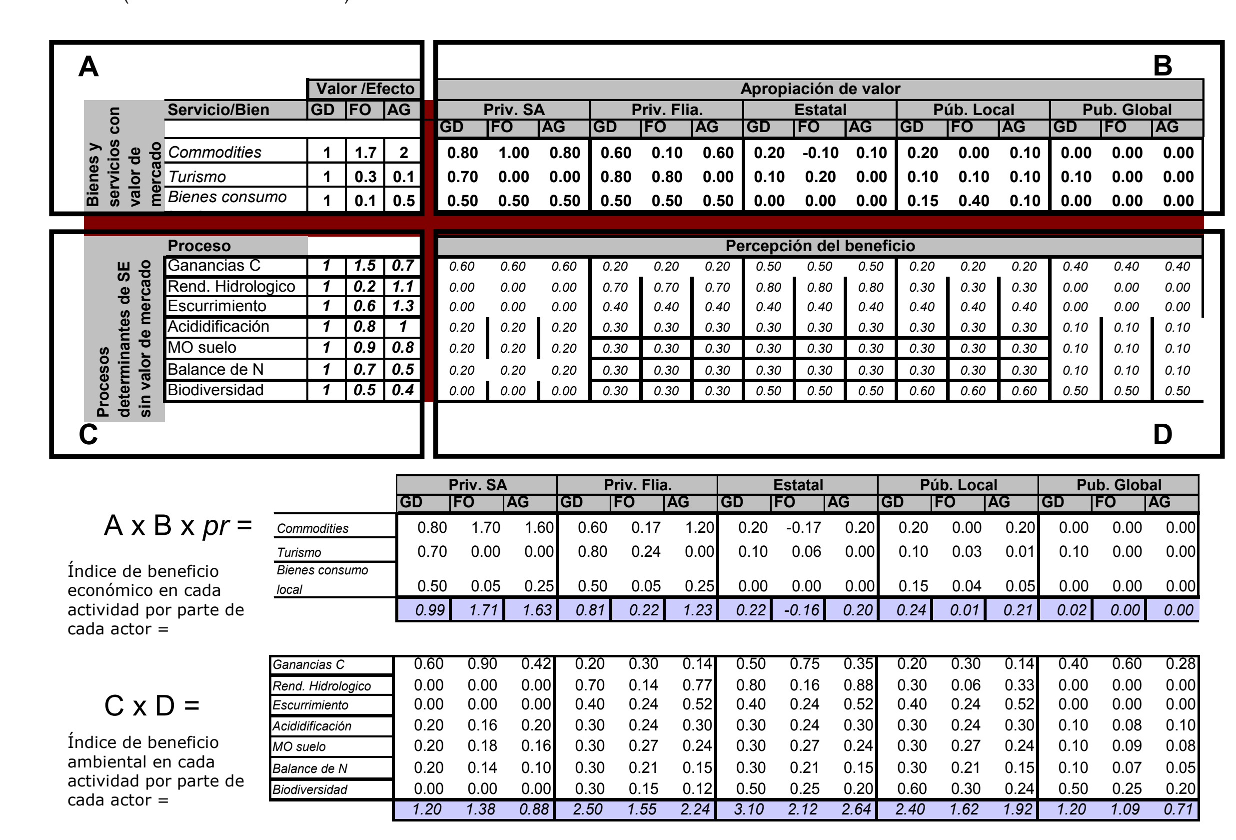
Figura 2. Cambios hipotéticos en el nivel de producción física de "commodities" y en el nivel de funcionamiento ecosistémico en función de la superficie cultivada de un paisaje. Para la producción física de commodities la relación con la superficie cultivada asume que primero se ocupan las tierras más productivas y a medida que la calidad de los sitios incorporados al cultivo disminuye baja la tasa de aumento de los volúmenes físicos producción. Para el funcionamiento ecosistémico se suponen cuatro formas de afectación por aumento de la superficie agrícola. La flecha sobre el eje Y corresponde al nivel tolerable de afectación del funcionamiento ecosistémico. La forma de la relación funcionamiento ecosistémicos-superficie agrícola definirá, dado el nivel de afectación, la superficie que podría ser cultivada.

Los estudios que proveen evidencias acerca de los efectos del cambio en el uso del suelo sobre los SE no incluyen juicios de valor del tipo ¿es "buena" o "mala" la forestación? La respuesta a esta pregunta necesita especificar el "para quién". La percepción acerca de las bondades de un proceso de cambio en el uso del suelo variará de acuerdo a los grupos sociales o de interés que estemos considerando. La identificación de los grupos sociales que serán considerados actores e involucrados ("stakeholders") (tercer aspecto de los considerados más arriba) tendrá una relación dialéctica con la definición de los impactos a evaluar. Algunos criterios que se deberían tener

en cuenta en la identificación de actores e involucrados incluyen los derechos sobre la tierra o los recursos, la continuidad de la relación (e.g., residentes vs. turistas), el conocimiento y las habilidades para el manejo/gestión del sistema, las pérdidas o daños asociados al impacto, la relación cultural e histórica con el sistema/recursos, el grado de dependencia económica y social de los recursos o el sistema, el compromiso e intereses en el manejo, la equidad en el acceso a los recursos y en la distribución de beneficios, la compatibilidad de los intereses del involucrado con objetivos de conservación o planificación a nivel político y el impacto presente o potencial de las actividades del involucrado en los recursos (Reed 2008).

La Figura 3 muestra un ejemplo simplificado de cómo considerar la apropiación de beneficios y perjuicios (el cuarto de los aspectos listados). Los valores incluidos son ficticios pero plausibles. La parte A de la matriz presenta tres conjuntos de bienes y servicios que se transa en mercados. Por un lado un grupo de bienes englobados en la categoría de “commodities” (i.e., que se comercian en un mercado global) y que incluirían carne, cereales, oleaginosas y madera. Por otro se incluyen actividades turísticas y la producción de bienes de consumo local (e.g., productos hortícolas o de granja). Se consideran a su vez tres usos alternativos del suelo: ganadero (que es tomado como la referencia en la medida en que representa el de menor grado de artificialización del sistema), forestal y agrícola. Para cada uno de esos bienes/servicios y usos del suelo se expresa el cambio en el nivel de provisión (efecto o valor) para cada uno de los usos. Este cambio puede ser expresado, por ejemplo, en unidades de emergía (ver un ejemplo de cálculo en Martin et al. 2006 y los artículos de Ferraro y Rótolo et al, capítulos 9 y 27 de este libro, respectivamente) a fin de tener una unidad común e independiente del aspectos subjetivos o coyunturales (e.g., fluctuaciones del mercado). Dado que se trata de bienes o servicios que tienen un mercado, en este caso es posible también valuarlos en términos económicos. La parte C de la tabla corresponde a (algunos) procesos ecológicos que determinan servicios ecosistémicos y a la magnitud del cambio bajo distintos usos (ver Figura 1a). Estos efectos corresponden a la variación relativa respecto de una situación de referencia, en este caso el uso ganadero de pastizales naturales. Obsérvese que este caso el valor consignado surge de considerar las funciones de afectación definida para cada proceso o SE.

La parte B de la matriz presenta los posibles actores sociales involucrados (el tercer aspecto a considerar). La lista no es exhaustiva y la definición de quienes califican como actores requiere de un análisis cuidadoso (Reed 2008) y también de definiciones políticas ya que la “visibilidad” de un actor dependerá de su peso político y de la actitud del estado hacia él. Una vez definidos estos actores puede calcularse de qué porción del valor de cada ítem se apropia cada uno de ellos en cada alternativa de uso. Esto dependerá del contexto social, económico y político. Así, por ejemplo, dependerá de los precios de los “commodities”, de la presión fiscal, de las regulaciones estatales, etc. Nuevamente, el cálculo de la apropiación puede hacerse en base a valuaciones económicas o emergéticas. Con seguridad, los resultados serán diferentes y es importante considerar de manera conjunta ambas estimaciones. Para una misma actividad, la suma de la porción apropiada por cada actor suma 1. Por tratarse de bienes y servicios privados e integrados a un mercado hace que se comporten como apropiables y consumibles en donde un actor excluye a los otros de la propiedad de la porción que se adueña y esa porción apropiada deja de estar disponible para los otros (Fisher et al. 2009).



A | B

Bienes y servicios con valor de mercado	Valor /Efecto			Apropiación de valor														
Servicio/Bien	GD	FO	AG	Priv. SA			Priv. Flia.			Estatal			Púb. Local			Pub. Global		
				GD	FO	AG	GD	FO	AG	GD	FO	AG	GD	FO	AG	GD	FO	AG
Commodities	1	1.7	2	0.80	1.00	0.80	0.60	0.10	0.60	0.20	-0.10	0.10	0.20	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00
Turismo	1	0.3	0.1	0.70	0.00	0.00	0.80	0.80	0.00	0.10	0.20	0.00	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00
Bienes consumo	1	0.1	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.15	0.40	0.10	0.00	0.00	0.00

Procesos determinantes de SE sin valor de mercado				Percepción del beneficio														
Proceso																		
Ganancias C	*1*	*1.5*	*0.7*	*0.60*	*0.60*	*0.60*	*0.20*	*0.20*	*0.20*	*0.50*	*0.50*	*0.50*	*0.20*	*0.20*	*0.20*	*0.40*	*0.40*	*0.40*
Rend. Hidrologico	*1*	*0.2*	*1.1*	*0.00*	*0.00*	*0.00*	*0.70*	*0.70*	*0.70*	*0.80*	*0.80*	*0.80*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.00*	*0.00*	*0.00*
Escurrimiento	*1*	*0.6*	*1.3*	*0.00*	*0.00*	*0.00*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.40*	*0.00*	*0.00*	*0.00*
Acididificación	*1*	*0.8*	*1*	*0.20*	*0.20*	*0.20*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.10*	*0.10*	*0.10*
MO suelo	*1*	*0.9*	*0.8*	*0.20*	*0.20*	*0.20*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.10*	*0.10*	*0.10*
Balance de N	*1*	*0.7*	*0.5*	*0.20*	*0.20*	*0.20*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.10*	*0.10*	*0.10*
Biodiversidad	*1*	*0.5*	*0.4*	*0.00*	*0.00*	*0.00*	*0.30*	*0.30*	*0.30*	*0.50*	*0.50*	*0.50*	*0.60*	*0.60*	*0.60*	*0.50*	*0.50*	*0.50*

C | D

A x B x *pr* =

Índice de beneficio económico en cada actividad por parte de cada actor =

	Priv. SA			Priv. Flia.			Estatal			Púb. Local			Pub. Global		
	GD	FO	AG	GD	FO	AG	GD	FO	AG	GD	FO	AG	GD	FO	AG
Commodities	0.80	1.70	1.60	0.60	0.17	1.20	0.20	-0.17	0.20	0.20	0.00	0.20	0.00	0.00	0.00
Turismo	0.70	0.00	0.00	0.80	0.24	0.00	0.10	0.06	0.00	0.10	0.03	0.01	0.10	0.00	0.00
Bienes consumo local	0.50	0.05	0.25	0.50	0.05	0.25	0.00	0.00	0.00	0.15	0.04	0.05	0.00	0.00	0.00
	0.99	*1.71*	*1.63*	*0.81*	*0.22*	*1.23*	*0.22*	*-0.16*	*0.20*	*0.24*	*0.01*	*0.21*	*0.02*	*0.00*	*0.00*

C x D =

Índice de beneficio ambiental en cada actividad por parte de cada actor =

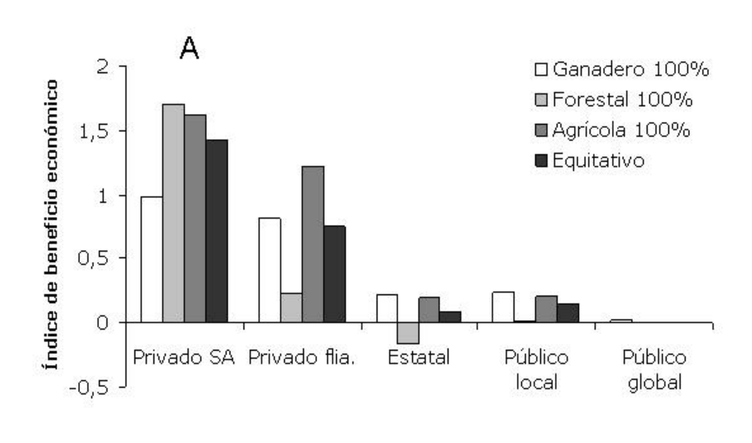
Ganancias C	0.60	0.90	0.42	0.20	0.30	0.14	0.50	0.75	0.35	0.20	0.30	0.14	0.40	0.60	0.28
Rend. Hidrologico	0.00	0.00	0.00	0.70	0.14	0.77	0.80	0.16	0.88	0.30	0.06	0.33	0.00	0.00	0.00
Escurrimiento	0.00	0.00	0.00	0.40	0.24	0.52	0.40	0.24	0.52	0.40	0.24	0.52	0.00	0.00	0.00
Acididificación	0.20	0.16	0.20	0.30	0.24	0.30	0.30	0.24	0.30	0.30	0.24	0.30	0.10	0.08	0.10
MO suelo	0.20	0.18	0.16	0.30	0.27	0.24	0.30	0.27	0.24	0.30	0.27	0.24	0.10	0.09	0.08
Balance de N	0.20	0.14	0.10	0.30	0.21	0.15	0.30	0.21	0.15	0.30	0.21	0.15	0.10	0.07	0.05
Biodiversidad	0.00	0.00	0.00	0.30	0.15	0.12	0.50	0.25	0.20	0.60	0.30	0.24	0.50	0.25	0.20
	1.20	*1.38*	*0.88*	*2.50*	*1.55*	*2.24*	*3.10*	*2.12*	*2.64*	*2.40*	*1.62*	*1.92*	*1.20*	*1.09*	*0.71*

Figura 3. a) Grupo de bienes y servicios transables producidos en una dada región (filas) bajo distintos tipos de uso del suelo (ganadería (GD), cultivos anuales (AG) y forestaciones con eucaliptos o pinos (FO)) (columnas). Los niveles de producción física, expresados, por ejemplo, en unidades de emergía, están relativizados respecto del uso que implica el menor grado de artificialización del paisaje (en este caso el ganadero). Se incluyen tanto bienes comercializables en un mercado global (“commodities”) como bienes y servicios de consumo local. b) Nivel de apropiación de cada bien por parte de cada actor socioeconómico (Privado Sociedad Anónima, Privado Familiar, Sector Estatal, Público Local y Público Global) en cada situación de uso del suelo. c) Procesos ecosistémicos determinantes del nivel de apropiación de distintos servicios ecosistémicos (filas) y magnitud de cambio en el nivel del proceso en cada alternativa de uso del suelo respecto al uso ganadero. d) Percepción del beneficio que el proceso en cuestión tiene para cada grupo de actores en cada alternativa de uso del suelo.
La sumatoria para cada uno de los bienes de las columnas de la combinación de las matrices A y B (por un precio para cada bien o servicio) permite calcular un índice de beneficio económico para cada actor en cada alternativa de uso. Un índice de beneficio ambiental puede calcularse de manera análoga a partir de las matrices C y D.

Por último, la parte D de la matriz corresponde a la percepción del beneficio que cada proceso/SE genera para cada grupo de actores. La percepción del beneficio depende del nivel educativo, de la posibilidad de evitar perjuicios y de aspectos ideológicos, entre otros factores. La matriz permite ver no sólo la magnitud del efecto de un cambio en el uso del suelo sobre bienes y servicios con y sin valor de mercado sino también la repercusión de esos cambios en los distintos actores considerados. Un mismo actor en la matriz puede ser, en la denominación propuesta por Scheffer et al. (2000), afectador o beneficiario de un servicio. En este caso, los procesos variarían en cuanto nivel de a su nivel de apropiación y consumo constituyendo algunos bienes públicos puros (e.g., el beneficio asociado a la existencia en el caso de la biodiversidad).

Los valores incluidos en las distintas partes de la matriz de la Figura 3 presentan distintas dificultades para su estimación. Para un dado contexto fiscal, económico y político el cálculo de las partes A y B es relativamente directo y objetivo. El nivel de incertidumbre estará asociado a los cambios temporales en precios relativos, a la situación política o a la calidad de los datos de emergía de los distintos insumos y procesos. En todos los casos son cantidades físicas, monetarias o emergéticas cuantificables. La parte C (funciones de afectación de los SE o procesos ecosistémicos) puede estimarse de manera objetiva pero mucho más laboriosa que la parte A. Primero es necesario definir qué procesos incluir y luego estimar/medir el cambio que cada uso de suelo genera respecto de una situación definida como de referencia. Una dificultad básica deriva de la variación espacial y temporal de los procesos. Las ganancias de carbono varían entre tipos de ecosistemas (pastizales vs. bosques) pero también dentro de cada tipo de acuerdo a variaciones edáficas, historia previa, manejo, etc. Sin duda, la parte D es la de más difícil estimación debido a los componentes subjetivos entre y dentro de grupos. La percepción del beneficio no corresponde a la apropiación física de una cantidad sino a la importancia que cada actor le asigna a ese proceso como determinante de su bienestar. La generación de los coeficientes requiere de una estrategia de consultas y/o encuestas no exenta de dificultades, pero hacer explícitas las visiones de cada grupo en forma de coeficientes en una matriz puede representar una contribución fundamental al proceso de toma de decisiones.

La suma a través de bienes y servicios para cada columna de las matrices resultantes de la multiplicación aritmética, celda a celda entre A y B y entre C y D, permite calcular un índice de beneficio económico o ambiental en cada actividad por parte de cada actor (Figura 3). La matriz A-B consiste en la provisión de bienes incorporados al mercado, y puede ser multiplicada por un vector adicional (pr) que toma en cuenta los precios relativos de los bienes y servicios. De acuerdo a estos índices puede estimarse cómo una dada transformación del territorio impactará sobre cada actor social (Figura 4). De esta manera, los beneficios económicos serán mayores para los sectores productores privados que para el sector estatal o el público local con cualquier tipo de transformación. Para el Estado, considerando que se subsidia la actividad, un paisaje con el 100% de las tierras productivas dedicado a la forestación tendría un perjuicio económico (valor negativo del índice). Por supuesto, un aumento de las cargas tributarias modificaría la columna que corresponde al Estado en la porción A de la matriz A. En la medida en que el estado deba suplir los servicios que la modificación de los procesos ecosistémicos altera (e.g., defensa frente a inundaciones, provisión de agua, recuperación de especies amenazadas, etc.) será el actor con un índice de beneficio ambiental mayor.



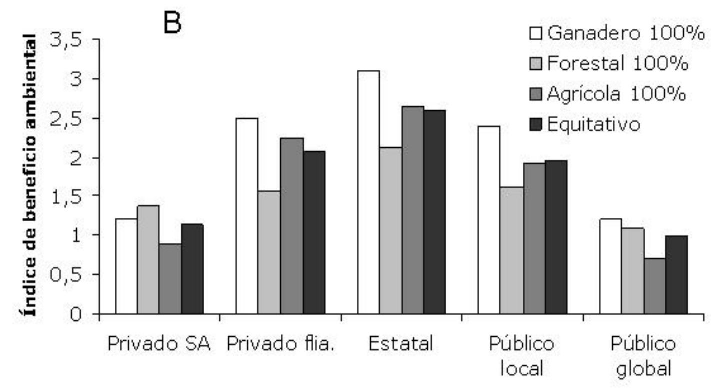


Figura 4. Índices de beneficio económico (A) y ambiental (B) (ver Figura 3) para distintas configuraciones del paisaje: dominado por ganadería, agricultura o forestación o con una distribución equitativa de esos usos. Los valores surgen de la suma de los beneficios de cada uso para cada actor ponderada por la proporción de ese uso en el paisaje.

CONCLUSIONES

La discusión anterior y el ejemplo desarrollado sugieren que reducir la valoración de los SE a la definición de un valor monetario no es un requisito para incorporar la dimensión ambiental a la toma de decisiones. Del ejemplo surge también que la decisión de cómo configurar el paisaje de la región no se deriva de manera inmediata del análisis presentado. En esta etapa deben considerarse valores de equidad, justicia y la viabilidad de un esquema de uso (en sus dimensiones sociales, políticas y económicas). Cuántos beneficios están dispuestos a resignar cada uno de los actores y hasta dónde la sociedad tolera pérdidas en el nivel de provisión de un dado servicio (y, en consecuencia, en calidad de vida) no son cuestiones a resolver en el plano técnico. Sin embargo, disponer de la mayor cantidad y calidad de información acota el margen de la discusión.

Mejorar el proceso de toma de decisiones requiere trabajar en varios planos, distintos pero relacionados. Por un lado, el plano ideológico (i.e., el conjunto de ideas, valores e intereses que definen el pensamiento y la acción de los individuos o de los grupos de actores), marcará los límites de buena parte de las discusiones. Entender desde qué pensamiento se plantean las propuestas o acciones permite una mejor evaluación de sus consecuencias indirectas. Como señalaba más

arriba, un análisis de costo-beneficio económico implica, en buena medida, asumir una perspectiva ideológica en donde la asignación de recursos se realiza según las leyes del mercado. Esto, por ejemplo, pone límites a la acción del Estado y define la importancia de los derechos de propiedad de los recursos naturales. En otro plano, la Ciencia tiene un papel fundamental en el proceso de toma de decisiones ya que de los marcos conceptuales que provee se derivarán, entre otras cosas, las técnicas que permitan identificar los SE involucrados, los actores sociales a considerar y el nivel de modificación en la provisión de SE. En esta tarea es crítico el aporte de las ciencias biofísicas y de las ciencias sociales para desarrollar modelos que permitan incorporar la interdependencia, los compromisos y las no linealidades en la provisión de distintos SE (Rodríguez et al. 2006).

Finalmente, la dimensión política (i.e., las relaciones entre los distintos grupos que disputan el control del gobierno, el Estado y el poder fáctico) definirán en última instancia las decisiones. Estos tres planos, se entrelazan y definen mutuamente de manera dialéctica. La omisión de cualquiera de ellos en el proceso de toma de decisiones disminuye la probabilidad de tomar decisiones que satisfagan los objetivos de preservación del ambiente y de equidad en la distribución de costos y beneficios en la sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó a partir de la financiación del IAI CRN 2031 y de proyectos UBACYT y FONCYT. Agradezco la colaboración de María Vallejos y la lectura crítica de Esteban Jobbágy (UNSL), Antonio Castro (UAL, España), Javier Cabello (UAL, España) y Alice Altesor (UDELAR, Uruguay).

BIBLIOGRAFÍA

Altesor, A., G. Eguren, N. Mazzeo, D. Panario y C. Rodríguez. 2008. La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. Ecología Austral 18:291-303.

Baldi, G. y J.M. Paruelo. 2008. Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. Ecology and Society 13:6. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/ (último acceso 12/10/2010).

Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63:616-626.

Bohlen, P.J., S. Lynch, L. Shabman, M. Clark, S. Shukla y H. Swain. 2009. Paying for environmental services from agricultural lands: an example from the northern Everglades. Frontiers in Ecology and the Environment 7:46-55.

Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum´s contributions to quantifying and understanding systems. Ecological Modelling 178:201-213.

Calcagno, A.E y E. Calcagno. 2000. Para entender la política. Ed. Catálogos. Buenos Aires. Argentina.

Carpenter, S.R., M.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. Proceedings of the National Academy of Science 106:1305-1312.

Chichilnisky, G. y G.M. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. Nature 391:629-30.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, et al. 1997. The value of the world´s ecosystem services and natural capital. Nature 357:253-260.

Cowling, R.W. et al. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. Proceedings Nationall Academy of Science USA 105:9483-9488.

Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment 7:21-28.

Ferraro, D. Eficiencia energética y servicios ecosistémicos. Capítulo 9 de este libro.

Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68:643-653.

Frondizi, R. 1992 ¿Qué son los valores? Fondo de Cultura Económica. México.

Goulden, L. y D. Kennedy. 1997. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. Pp. 237-252 en: Daily, G. (ed.). Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Hardin, G. 1993. Living within limits. Oxford: Oxford University Press. EE.UU.

Heal, G. 2000. Valuing ecosystem services. Ecosystems 3:24-30.

Jobbágy, E.G., M. Nosetto, J.M. Paruelo y G. Piñeiro. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. Ciencia Hoy 16:12-21.

Luck, G.W., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. Trends in Ecology and Evolution 18:331-336.

MEA. 2004. Ecosystems and human well-being: our human planet. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.

Martin, J.F., S.W.A. Diemont, E. Powell, M. Stanton y L. Levy-Tacher. 2006. Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. Agriculture, Ecosystems and Environment 115:128-140.

Marx, K. 2008. Crítica de la economía política. Ed. Claridad. Buenos Aires. Argentina. (edición original de 1858).

Mooney, H.A. y P.R. Ehrlich. 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. En: Daily, G.C. (ed.). Nature's services. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.

Odum, H.T. 1996. Environmental accounting: emergy and decision making. John Wiley, New York, EE.UU.

Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. Ecological Economics 65:712-724.

Paruelo, J.M, J.P. Guerschman, G. Piñeiro, E.G. Jobbágy, S.R. Verón, et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencias 10:47-61.

Redman, C.L. 1999. Human Impact on Ancient Environments. University of Arizona Press, Tucson, EE.UU.

Reed, M.S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: a literature review. Biological Conservation 141:2417-2431.

Rodríguez, J.P., T.D. Beard Jr., E.M. Bennett, G.S. Cumming., S. Cork, et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. Ecology and Society 11:28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso 12/10/2010).

Rótolo, G.C. Enfoque emergético en el análisis de los servicios ecosistémicos para la planificación regional. Capítulo 27 de este libro.

Ruffo, S. y P.M. Kareiva. 2009 Using science to assign value to nature. Frontiers in Ecology and the Environment 7:3-3.

Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. Ecosystems 3:451-471.

Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. Ecological Economics 57:140-151.

Volkov, M., I. Smirnov y I. Faminsky. 1985. Economía Política. Diccionario. Editorial Progreso, Moscú. U.R.S.S.

Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. Ecological Economics 65:834-852.